

# Lúdlegelést követően regenerálódó nyírségi homoki gyepek magkészlete

Török Péter<sup>1</sup>, Papp Mária<sup>2</sup>, Tóthmérész Béla<sup>1</sup> és Matus Gábor<sup>2</sup>

<sup>1</sup>DE TTK Ökológiai Tanszék, 4010 Debrecen, Pf 71.,  
E-mail: molinia@gmail.com

<sup>2</sup>DE TTK Növénytani Tanszék, 4010 Debrecen, Pf 14.

Összefoglaló: Lúdlegelést követően homoki gyepek spontán regenerálódását tanulmányoztuk két felső és két alsó buckaoldali helyzetű területen. Területenként 5 db, 4 m<sup>2</sup>-es állandó kvadrátban, évente három időpontban rögzítettük a fajonkénti borítást (1991–2002). A vizsgálat utolsó évében (2002) fúrással nyert talajminták koncentrációt követő csíráztatásával vizsgáltuk a regenerálódó gyepek magkészletét. A kezdeti időszakban jellemző egyéves gyomközösségeket évelő egyszikűek (*Carex stenophylla*, *Cynodon dactylon*, *Poa angustifolia* és *P. pratensis*) dominálta vegetáció váltotta fel. A magkészletet túlnyomórészt egyéves és rövid életű évelő fajok alkották, emellett a domináns évelő egyszikű fajok aránya is számottevő volt. A magkészlet sűrűsége 10300 és 40900 mag/m<sup>2</sup> értékek között változott. A mintavételi év kivételével a magkészlet összetétele legjobban az 1994–1998 közötti időszak vegetációjára hasonlított. Az alsó helyzetű területeken az évelő egyszikűek magasabb borítása akadályozta a rövid életű fajok felújulását és magkészlet képzését, ami alacsonyabb fajgazdagságot és kisebb magkészlet sűrűséget eredményezett a felső helyzetű területekhez képest. Eredményeink azt mutatják, hogy a fajgazdagság növeléséhez különösen a mélyebb fekvésű, nagyobb produktív területeken további kezelések szükségesek (pl. juh és szarvasmarha legeltetés, szénaráhordás).

Kulcsszavak: szekunder szukcesszió, lúdlegelés, magkészlet, *Cynodonti-Festucetum*

## Bevezetés

A magkészlet szukcessziós memóriaként működik, azaz a magkészlet vizsgálatával bepillantást nyerhetünk a korábbi vegetációdinamikai folyamatokba (Willems 1995, Bakker *et al.* 1996). A talajban található eltemetett életképes magoknak fontos szerepe van az abiotikus és antropogén zavarás utáni regenerációban. A magkészletből történő regeneráció különösen

a száraz gyeptársulásokban, köztük a homoki gyepekben kulcsfontosságú (Levassor *et al.* 1990, Matus *et al.* 2003). Fejlett magkészlet esetén, zavarást követően a vegetáció akár spontán módon is regenerálódhat (Bossuyt *et al.* 2001). A magkészletnek, mint a spontán regenerációs kapacitás egyik legfontosabb tényezőjének ismerete a degradált gyepek restaurációjakor iránymutató lehet (Bakker *et al.* 1996). Sajnos a hazai fajok kevesebb, mint negyedéről rendelkezünk magbank típus adatokkal, és ezek nem kis része is külföldi adat átvétele (Csontos 2001). Fontos és időszerű tehát a magkészlet összetételének és tömegességi viszonyainak vizsgálata, hiszen ezek ismerete segít a restaurációs ökológiai beavatkozások tervezésekor (McDonald *et al.* 1996).

Hazánkban, a homoki gyepekben és másutt az elmúlt néhány évtizedben az extenzív juh- és szarvasmarha legeltetést számos helyen felváltották intenzív lúdtartással, ami az érintett területek nagymértékű degradációját okozta (Matus & Tóthmérész 1994). Intenzív lúdlegelést követően homoki gyepek spontán regenerálódását tanulmányoztuk két felső és két alsó buckaoldali helyzetű területen kijelölt állandó kvadrátokban, majd a vizsgálat utolsó évében vizsgáltuk a regenerálódó gyepek magkészletét is. Három hipotézist teszteltünk: (1) A regenerálódó gyepek magkészletének zömét rövid életű fajok magjai alkotják, míg az élő egyszikűek legfeljebb szórványos magkészlettel rendelkeznek. (2) A magkészlet és a vegetáció fajkészletének hasonlósága alacsony, a magkészlet és a korai vegetációfejlődési stádiumok összetétele a leghasonlóbb. (3) A magkészlet sűrűsége, illetve a vegetáció és magkészlet hasonlósága nagyobb a magasabban fekvő, nyíltabb vegetációjú, mint az alsóbb helyzetű zártabb vegetációjú területeken.

## Anyag és módszer

### *A mintaterület és mintavétel*

Az 1990-ben felhagyott, korábban 1989-1990 között túllegelt lúdtelepek helyén spontán regenerálódó *Cynodonti-Festucetum pseudovinae* társulás két alsó buckaoldali (alsó helyzetű területek, A1 és A2) és bucketetőhöz közeli (felső helyzetű területek, F1 és F2) állományában végeztük vizsgálatainkat. A mintavételi területek a Dél-Nyírségben, Debrecentől mintegy 15 km-rel K-re helyezkednek el, a mintegy 2,8 km<sup>2</sup>-es „Martinkai-legelő” természetvédelmi területen (É 47°34'00"–35°20"; K 21°46'30"–48°40"; CEU: 8496.2). A terület évi középhőmérséklete 10,0 °C, míg az átlagos évi csapadékmennyiség 580–620 mm körüli. A mintaterületek talaja mészmentes savanyú homok

( $\text{pH}_{\text{KCl}}$ : 4,0–5,9) alacsony, illetve közepes humusz (0,6–1,9%) tartalommal. A vizsgált lúdlegelt területeket 1999–2002 között már alacsony nitrát és nitrit (<2 ppm), valamint mérsékelt ammónium tartalom (<12 ppm) jellemezte, viszont a talaj kálium és foszfor tartalma még ekkor is magas volt (a minták átlaga K esetében 61–236 ppm ( $\text{K}_2\text{O-K}$ ), míg P esetében 149–1121 ppm ( $\text{P}_2\text{O}_5$ ) közé esett, Török *et al.* 2008).

1991 és 2002 között évente három alkalommal, áprilisban, júniusban és szeptemberben rögzítettük a fajok százalékos borítás értékeit. Hóolvadás után, 2002 február végén a magkészlet vizsgálatokhoz fúrásos talajmintákat vettünk (6 minta/kvadrát, 10 cm-es mintamélység, 4 cm-es átmérő, mintánként mintegy 125 cm<sup>3</sup> talaj). Két mélységi réteget különítettünk el (0–5, 5–10 cm), majd az egy kvadrát azonos mélységi rétegéből származó részmintákat egyesítve szitasoron átmosva koncentráltuk (TerHeerdt *et al.* 1996). A koncentrált mintát 3–4 mm vastag rétegben csíráztató ládába, sterilizált talaj fölé rétegeztük. A csíráztatást a Debreceni Egyetem Botanikus Kertjében, üvegházban, 37 héten át végeztük, de július elejétől szeptember elejéig az öntözést felfüggesztettük. A megjelenő csíranövényeket rendszeres ellenőrzés mellett folyamatosan eltávolítottuk, majd meghatároztuk. A nehezen határozható taxonok (pl. *Cyperaceae*, *Juncaceae* és *Poaceae*) csíranövényeit átültetve neveltük határozható állapotig. A magesőt steril virágfölddel töltött kontroll ládák segítségével monitoroztuk.

### Adatfeldolgozás

A ritka fajok (<3 mag és a vegetációban legfeljebb I-II frekvencia) és a zsurlók (*Equisetum* spp.) kivételével a kimutatott fajokat Thompson *et al.* (1997) alapján soroltuk magkészlet típusba. A fajszámok és a magsűrűségek mintaterületenkénti átlagait talajrétegenként (0-5 és 5-10 cm) a normalitás (Kolmogorov-Smirnov próba) és varianciaegyezőség (F-teszt) függvényében egyszempontú variancia-analízissel vagy Kruskal-Wallis teszt segítségével, Student-Newman-Keuls teszt alkalmazásával vetettük össze. A vegetáció fajszámainak időbeli változását (1991-2002) egyszempontú összetartozó mintás variancia-analízis (RM ANOVA) segítségével vizsgáltuk. A magkészlet denzitások átlagait (F-átlag és A-átlag, 0-10 cm réteg) *t*-próba vagy Mann-Whitney teszt segítségével hasonlítottuk össze. Az egyes vertikális rétegek magkészlet denzitás értékeit párosított *t*-próbával vetettük össze. A magkészlet és a vegetáció fajösszetételét Jaccard hasonlóság segítségével értékeltük. A Jaccard hasonlóságok időbeli változásának ábrázolásakor LOWESS simítást alkalmaztunk. Ez a simítási módszer súlyozott polinomiális regresszió alapul (Cleveland & Devlin 1988). A fajok nevezéktana Simon (2000) művet követi.

## Eredmények

### *Vegetáció és magkészlet*

A vegetációfejlődés kezdeti szakaszában jellemző rövid életű nitrogénkedvelő gyomokat (pl. *Amaranthus albus*) gyorsan felváltották rövid életű ruderalis és homoki pionír fajok (*Conyza canadensis*, *Anthemis ruthenica*, *Cerastium semidecandrum* és *Bromus tectorum*). Ezeket a közösségeket az alsó helyzetű területeken mintegy 3–4 év alatt, míg a felső helyzetű területeken mintegy 6–7 év alatt élő egyszikűek (elsősorban *Poa angustifolia* és *Cynodon dactylon*, kisebb mennyiségben *Carex stenophylla* és *Poa pratensis*) dominálta közösségek váltották fel. Az alsó helyzetű területeken kialakult nagyobb élő borítás 2000-tól kezdődően szignifikánsan alacsonyabb fajgazdagsággal párosult (RM ANOVA,  $p < 0,001$ ), mint a felső területeken.

A vegetációban és a magkészletben 2002-ben összesen 96 fajt találtunk; ebből 24 faj csak a vegetációban fordult elő. Összesen 37 faj a vegetációban és magkészletben egyaránt előfordult, míg 35 fajt csak a magkészletből mutattunk ki. Veszélyeztetett és ritkább homoki fajok (pl. *Iris humilis* subsp. *arenaria*, *Onosma arenaria*, *Pulsatilla pratensis* subsp. *hungarica*) jelenlétét vagy betelepülését nem mutattuk ki. A magkészletben leggyakoribb fajok egyévesek (*Anthemis ruthenica*, *Arenaria serpyllifolia*, *Capsella bursa-pastoris*, *Cerastium semidecandrum*, *Conyza canadensis*, *Erysimum diffusum* és *Trifolium arvense*) vagy rövid életű évelők voltak (*Potentilla argentea*, *Rumex acetosella*). A vegetációban domináns egyszikűek közül a *Carex stenophylla* (27–1326 db/m<sup>2</sup>), *Cynodon dactylon* (133–1379 db/m<sup>2</sup>) és *Poa angustifolia* (345–1167 db/m<sup>2</sup>) a legtöbb területen számottevő sűrűségű magkészlettel volt jelen. A *Chondrilla juncea* és az *Eryngium campestre* kivételével valamennyi számottevő gyakoriságú faj kimutatható volt a magkészletből (1. táblázat).

A magkészlet sűrűsége területtől függően 10300 (A1) és 40900 mag/m<sup>2</sup> (F1) közé esett (2. táblázat). Szignifikánsan magasabb magkészlet denzitás értékeket mutattunk ki a felső helyzetű területeken, mint az alsókon (Mann–Whitney teszt,  $p < 0,001$ ,  $N=20$ ). Területtől függetlenül szignifikánsan több mag csírázott a felső (0–5 cm), mint az alsó (5–10 cm) talajrétegekből (párosított  $t$ -próba,  $p < 0,001$ ). A fajok 90%-át és a magok 80–96%-át a felső rétegekből mutattuk ki. A legtöbb gyom (*Chenopodium album*, *Amaranthus retroflexus*, *Digitaria sanguinalis*) és számos rövid életű homoki faj (*Erysimum diffusum*, *Arenaria serpyllifolia*, *Cerastium fontanum*) magas magbank sűrűséggel rendelkezett az alsó talajrétegekben;

1. táblázat. A martinkai mintaterületek vegetációja és magkészlete (egyaránt 2002). Jelmagyarázat: Területek: **F1** és **F2** a felső buckaoldali helyzetű területek, **A1** és **A2** az alsó buckaoldali helyzetű területek. Jelmagyarázat: **Vf**: Frekvencia a vegetációban (I-V=1-5 kvadrát, kvadrátonként három időpont fajlistáinak összevonásával). **Mf**: Frekvencia a magkészletben (I-V=1-5 kvadrát) **D**: Magdenzitás (magszám / 10 cm / m<sup>2</sup>), egy csíranövény 26,53 db/m<sup>2</sup>-es magdenzitásnak felel meg. **MKT**: Magkészlet típus besorolás = T: tranzien, RP: rövidtávú perzisztens, HP: hosszútávú perzisztens (Thompson et al. 1997). A táblázatban azok a fajok szerepelnek, amelyek a vegetációban átlagosan legalább II-es frekvencia értékkel fordultak elő vagy legalább 20 életképes magjukat ki tudtuk mutatni a magkészletből.

	F1			F2			A1			A2			MKT
	Vf	Mf	D	Vf	Mf	D	Vf	Mf	D	Vf	Mf	D	
<b>A vegetációban és a magkészletben egyaránt előforduló fajok</b>													
<i>Ambrosia</i>	IV	V	981	II	III	159	II	80					RP
<i>artemisiifolia</i>													
<i>Anthemis ruthenica</i>	IV	V	1061	V	V	1008	IV	V	477	III	159		RP
<i>Apera</i>	I	IV	531		III	159	II	IV	424	IV	371		RP
<i>spica-venti</i>													
<i>Arenaria</i>	II	III	106	V	V	4907	I	27	I	V	2069		RP
<i>serpyllifolia</i>													
<i>Carex stenophylla</i>	II	I	27	V	IV	1326				V	V	292	RP
<i>Cerastium</i>		I	27	I	V	451	II	53		IV	451		HP
<i>fontanum</i>													
<i>Cerastium</i>	V	III	186	V	V	1459	III	133	II	V	2175		RP
<i>semidecandrum</i>													
<i>Chenopodium</i>	II	IV	345		I	23	IV	II	239	II	80		HP
<i>album</i>													
<i>Coryza canadensis</i>	IV	V	769	IV	V	769	V	V	1963	III	V	531	RP
<i>Cynodon dactylon</i>	III			V	V	133	V	IV	584	V	V	1379	RP
<i>Erysimum diffusum</i>	V	V	1406	II	V	769	II	II	57	III	292		RP
<i>Festuca</i>	V	III	106	IV			V						T
<i>pseudovina</i>													
<i>Myosotis stricta</i>	III	IV	398	V	III	212	I			I	I	27	RP
<i>Poa angustifolia</i>	V	V	1167	V	V	345	V	V	1141	V	V	1167	RP
<i>Poa bulbosa</i>	III			V	I	106							RP
<i>Poa pratensis</i>	III	I	27		II	53	III	I	27	IV	II	239	T
<i>Potentilla argentea</i>	V	V	6764	V	V	1061		I	27	II	V	3952	RP
<i>Rumex acetosella</i>	V	V	12388	V	V	11088	III	V	1857		II	106	RP
<i>Silene otites</i>	I	II	53	II	I	292							T
<i>Trifolium arvense</i>	V	V	11857	I				I	27	I	I	27	RP
<i>Verbascum</i>		I	27		IV	212	I	V	1167	I	V	1459	RP
<i>phlomoides</i>													
<i>Veronica arvensis</i>	II	I	27	III	III	371	I			V	V	902	RP
<i>Veronica triphyllos/</i>	IV	V	610	V	V	371	II	IV	133	I	I	27	RP
<i>verna</i>													
<i>Vicia lathyroides</i>	V	IV	584	V	IV	796	I			I			RP

<b>Csak a vegetációban előforduló fajok</b>									
<i>Achillea millefolium</i>	IV		IV						T
<i>Bromus tectorum</i>	IV		V		II				T
<i>Chondrilla juncea</i>	II		V		I		IV		T
<i>Equisetum ramosissimum</i>	V				III				
<i>Eryngium campestre</i>	V		II		I				T
<b>Csak a magkészletben előforduló fajok</b>									
<i>Amaranthus retroflexus</i>	I	27	I	27	IV	610	I	27	HP
<i>Capsella bursa-pastoris</i>			I	27	IV	477	V	1512	RP
<i>Digitaria sanguinalis</i>	IV	318	III	106	III	106	IV	239	RP
<i>Juncus articulatus</i>	III	133			II	53	IV	212	HP

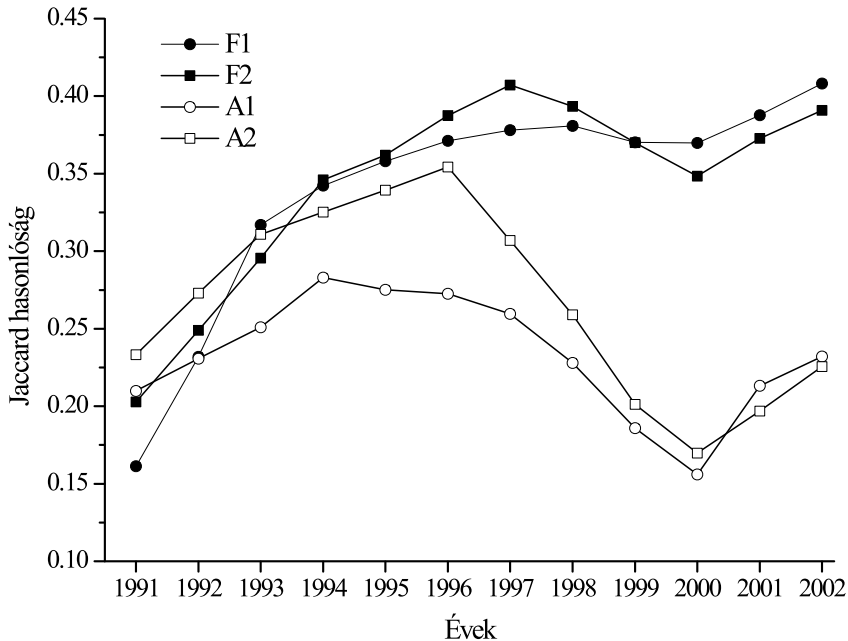
az életképes magjaik 10–30%-át ebből a rétegből mutattuk ki. A domináns egyszikűek magjainak legalább 90%-a viszont a felső rétegben fordult elő.

#### *Magkészlet és vegetációtörténet*

A magkészlet (0–10 cm) és a vegetáció hasonlósága alacsony-közepes volt. A Jaccard hasonlóságok átlagai 2002-ben szignifikánsan magasabbak voltak a felső helyzetben, mint az alsóban ( $J_{\text{átlag}} \pm \text{SE}: J_{F1} = 0,41 \pm 0,03, J_{F2} = 0,40 \pm 0,04, J_{A1} = 0,23 \pm 0,03, J_{A2} = 0,24 \pm 0,03$ ; ANOVA,  $N=10, p < 0,001$ ). A magkészlet a vizsgálat évét kivéve a legmagasabb hasonlóságot, területtől függően, az 1994–1998 évek valamelyikének vegetációjával mutatta. Az F1 területen a korábbi évekéhez képest magkészlet-vizsgálat évében (2002) volt a legmagasabb a magkészlet és vegetáció hasonlósága (1. ábra).

2. táblázat. Az egyes mintaterületek magkészletének fontosabb jellemzői. Rövidítések: Felső helyzetű területek = **F1** és **F2**, Alsó helyzetű területek = **A1** és **A2**, Az egyes csoportok közötti szignifikáns különbségeket felső indexbe írt eltérő betűk jelzik. Az átlagokat soronként egyszempontú variancia-analízissel vagy \*Kruskal-Wallis teszt illetve Student-Newman-Keuls teszt segítségével vetettük össze.

Magkészlet jellemzők	<b>F1</b>	<b>F2</b>	<b>A1</b>	<b>A2</b>
Detektált össz fajszám	40	41	35	45
Kvadrátonkénti átlagos fajszám	*21,4±1,1 <sup>a</sup>	*23,0±0,8 <sup>a</sup>	*16,8±1,5 <sup>b</sup>	*23,0±1,2 <sup>a</sup>
Magkészlet denzitás (db/m <sup>2</sup> , 0-5 cm)	39300 <sup>a</sup>	22900 <sup>b</sup>	8500 <sup>c</sup>	17500 <sup>b</sup>
Magkészlet denzitás (db/m <sup>2</sup> , 5-10 cm)	1600	4500	1800	1400



1. ábra. A vegetáció (1991-2002) és a magkészlet (0-10 cm, 2002) Jaccard hasonlóságának változása a vizsgálat alatt. A hasonlóságok számításánál az évi háromszori vegetációfelmérés összevont fajlistáit használtuk fel. A görbéket LOWESS simító használatával simítottuk. A mintaterületek rövidítései megtalálhatók az 1. táblázatnál.

Az itt adventív *Pholiurus pannonicus*, valamint a *Solanum nigrum* életképes magjai 10 évvel azután is kimutatható voltak a magbankból, amikor a faj már eltűnt a vegetációból. A magkészletben talált fajok jelentős hányada (17–27%) higrofiton volt (pl. *Carex acutiformis*, *C. oederi*, *Juncus* spp., *Typha angustifolia*).

## Értékelés

### *Vegetáció és magkészlet*

A szekunder szukcesszió során az alsó területeken kialakult magasabb évelő fűborítás (Török *et al.* 2008), alacsonyabb fajgazdagságot és kisebb sűrűségű magkészletet eredményezett, mint a felső helyzetű területeken. Ennek oka lehet, hogy az erősebb árnyékolás mellett a rövid életű, gyengébb kompetitor fajok nem csíráznak vagy a kikelt csíranövények elpusztulnak



(Fenner 1978, Bazzaz 1979). Ezzel szemben a felső helyzetű területeken az alacsonyabb borítás mellett a legtöbb egyéves faj képes volt fennmaradni és magot hozni, ami nagyobb fajgazdagságot és nagyobb magkészlet sűrűséget eredményezett. Ezek az eredmények, a szakirodalommal egybehangzó módon, azt mutatják, hogy a növény- és avarmentes talajfelszínnek (safe site) fontos szerepet játszanak a fajgazdagság fenntartásában (Rebollo *et al.* 2001).

A vegetáció és magkészlet hasonlósága a felső helyzetű területek esetében 0,41-0,42, míg az alsó helyzetű területek esetében 0,23-0,24 volt. A felső helyzetű területek esetében számított értékek magasabbak voltak, mint számos korábbi száraz és mezofil gyepi magkészlet vizsgálatban számolt hasonlósági érték (Thompson 1986, Peco *et al.* 1998, Jentsch 2004). A szakirodalomban gyakran hangoztatott alacsony vegetáció-magkészlet hasonlóságban számos tényező játszhat közre: (1) Számos pionír faj magja szélterjesztésű és ezek inkább a térbeli terjedésre hagyatkoznak, sem mint magkészlet képzésre (Jentsch & Beyschlag 2003). (2) Számos évelő faj esetében az ivaros szaporodás a vegetatív szaporodással szemben alárendelt szerepet tölt be vagy magjaik rövid életűek (Bakker *et al.* 1996, Bekker *et al.* 1997). (3) Ritka és/vagy aggregált magkészletű fajok detektálásának igen kicsi az esélye (Thompson *et al.* 1997). (4) Korábbi évek vegetáció felvételeinek hiánya, vagy az évi egyszeri felvételezés miatt a vegetációban előforduló rövid életű ritka fajok nem kerülnek felvételezésre. Különösen az utóbbi tényező figyelembe vételével az eddigieknél realisabban ítéltethető meg a hasonlóság kérdése.

### *Magkészlet-denzitás*

A vizsgálatunk során tapasztalt magkészlet denzitás értékek (10300–40900 mag/m<sup>2</sup>) jó egyezést mutatnak korábbi vizsgálatok eredményeivel. Száraz nyílt homoki gyepekben viszonylag alacsony magkészlet sűrűségeket találtak. Lengyelországi nyílt homoki gyepekben 1900–3500 mag/m<sup>2</sup> (*Spergulo-Corynephorum*, Symonides 1978), míg dél-németországi pionír gyepben 7600 mag/m<sup>2</sup>-es értékeket találtak (*Spergulo-Corynephorum*, Jentsch 2004). Korábbi nyírségi vizsgálatainkban homoki legelő (*Potentillo-Festucetum*) és homoki sztyepprétek (*Pulsatillo-Festucetum*) esetében 11200–24600 mag/m<sup>2</sup>-es magkészlet sűrűséget detektáltunk (Matus *et al.* 2003). Magasabb értékeket mutattak ki *Festuco-Koelerietum glaucae* társulásban (38000–48000 mag/m<sup>2</sup>, Symonides 1979) és regenerálódó homoki ruderaliákban (56400 mag/m<sup>2</sup>, *Artemisio-Tanacetum vulgare*, Jentsch 2004). Ezek az értékek jóval magasabbak a meszes homoki gye-



pekben tapasztaltaknál (400–1200 mag/m<sup>2</sup>, Schwabe *et al.* 2000; 6000–7000 mag/m<sup>2</sup>, Poschlod & Jackel 1993).

Vizsgálataink nem igazolták azt a hipotézist, hogy a domináns egyszikűek nem képeznének jelentős sűrűségű tartós magkészletet (Bakker 1989, Peco *et al.* 1998). A *Carex stenophylla*, valamint a *Cynodon dactylon* és *Poa angustifolia* magkészlete egyes területeken mintegy 1200–1400 mag/m<sup>2</sup>-es sűrűséget ért el az általunk vizsgált homoki gyepekben.

#### *Természetvédelmi következtetések*

Lúdlegelést követően 12 év után a vegetációban már évelő fűvek domináltak. Az alsó helyzetű területeken az évelő fűvek olyan magas borítása alakult ki, hogy mellettük csak kevés egyéves vagy évelő kétszikű faj volt képes tartósan megtelepedni. A fajgazdagság növeléséhez és fenntartásához, különösen az alsó helyzetű területeken, további beavatkozások (pl. korábban a legelőre jellemző extenzív szarvasmarha- vagy juhlegeltetés) szükségesek. Veszélyeztetett és ritkább homoki fajok megmaradását vagy betelepülését más, hasonló előtörténetű nyírségi területekhez hasonlóan (Matus *et al.* 2003, 2005) itt sem tapasztaltuk. A spontán betelepülés egyik akadályja az, hogy e fajok esetében gyakran nem áll rendelkezésre elegendő propagulum, másrészt ezeknél a fajoknál nem igazolták a magok tartós életképességét, így kedvezőtlen csírázási feltételek miatt az esetleg odajutó propagulumok meg sem telepedhetnek. Ezeknél a fajoknál nem számíthatunk tehát a spontán betelepülésre, ezért aktív visszatelepítésre lehet szükség, akár célzott beültetés, akár széna illetve feltalaj ráhordás (Donath *et al.* 2003, Hölzel & Otte 2003, Vida *et al.* 2008), vagy legelő állatok terjesztése révén (Stroh *et al.* 2002). A pionír gyomok jelentős magkészlettel rendelkeznek, ezért a talaj bolygatását a gyomosodás veszélye miatt célszerű elkerülni.

#### Köszönetnyilvánítás

A szerzők köszönetüket fejezik ki a Debreceni Egyetem Botanikus Kert munkatársainak a csíráztatás során nyújtott segítségükért. Karaffa Levente és Fekete Erzsébet (DE TTK Genetikai és Mikrobiológiai Tsz.) a virágföld sterilizálásában nyújtottak segítséget, köszönet érte. Köszönjük hallgatók és kollégák (Fodor Lajos, György Csaba, Ifi Ferenc, Nagy Lili, Sramkó Gábor, K. Szabó Zsuzsa) terepi vizsgálatokban nyújtott segítségét. A kutatást az OTKA (T/15 42848, T/19 67748), és a Békésy György Posztdoktori

Ösztöndíj (OM) támogatta. Köszönjük Tamás Júlia és egy anonim lektor a kézirat végleges formájának elkészítésében nyújtott segítségét.

### Irodalomjegyzék

- Bakker, J. P. (1989): *Nature Management by Grazing and Cutting*. – Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Bakker, J. P., Poschod, P., Strykstra, R. J., Bekker, R. M. & Thompson, K. (1996): Seed banks and seed dispersal: important topics in restoration ecology. – *Acta Bot. Neerl.* **45**: 461–490.
- Bazzaz, F. (1979): Physiological ecology of plant succession. – *Ann. Rev. Ecol. Syst.* **10**: 351–371.
- Bekker, R. M., Verweij, G. L., Smith, R. E. N., Reine, R., Bakker, J.P. & Schneider, S. (1997): Soil seed banks in European grasslands: Does land use affect regeneration perspectives? – *J. Appl. Ecol.* **34**: 1293–1310.
- Bossuyt, B., Honnay, O., Van Stichelen, K., Hermy, M. & Van Assche, J. (2001): The effect of a complex land use history on the restoration possibilities of heathland in central Belgium. – *Belgian J. Bot.* **134**: 29–40.
- Cleveland, W. S. & Devlin S. J. (1988): Locally-Weighted Regression: An approach to regression analysis by local fitting. – *J. Am. Stat. Assoc.* **83**: 596–610.
- Csontos, P. (2001): *A természetes magbank kutatásának módszerei*. – Scientia Kiadó, Budapest.
- Donath, T. W., Hölzel, N. & Otte, A. (2003): The impact of site conditions and seed dispersal on restoration success in alluvial meadows. – *Appl. Veg. Sci.* **6**: 13–22.
- Fenner, M. (1978): Susceptibility to shade in seedlings of colonizing and closed turf species. – *New Phytol.* **81**: 739–744.
- Hölzel, N. & Otte, A. (2003): Restoration of a species-rich flood-meadow by topsoil removal and diaspore transfer with plant material. – *Appl. Veg. Sci.* **6**: 131–140.
- Jentsch, A. & Beyschlag, W. (2003): Vegetation ecology of dry acidic grasslands in the lowland area of Central Europe. – *Flora* **198**: 3–25.
- Jentsch, A. (2004): *Disturbance driven vegetation dynamics*. – Cramer Verlag, Stuttgart.
- Levassor, C., Ortega, M. & Peco, B. (1990): Seed bank dynamics of Mediterranean pastures subject to mechanical disturbance. – *J. Veg. Sci.* **1**: 339–344.

- Matus, G. & Tóthmérész, B. (1994): Correlation of indicator values with climatic and soil data in a ruderal succession. – *Abstr. Bot.* **18**: 7–12.
- Matus, G., Tóthmérész, B. & Papp, M. (2003): Restoration prospects of abandoned species-rich sandy grassland in Hungary. – *Appl. Veg. Sci.* **6**: 169–178.
- Matus, G., Papp, M. & Tóthmérész, B. (2005): Impact of management on vegetation dynamics and seed bank formation of inland dune grassland in Hungary. – *Flora* **200**: 296–306.
- McDonald, A. W., Bakker, J. P. & Vegelin, K. (1996): Seed bank classification and its importance for restoration of species-rich flood-meadows. – *J. Veg. Sci.* **7**: 157–164.
- Peco, B., Ortega, M. & Levassor, C. (1998): Similarity between seed bank and vegetation in Mediterranean grassland: a predictive model. – *J. Veg. Sci.* **9**: 815–828.
- Poschold, P. & Jackel, A. (1993): Untersuchungen zur Dynamik von generativen Diasporenbanken von Samenpflanzen in Kalkmagerrasen. – *Flora* **188**: 49–71.
- Rebollo, S., Pérez-Camacho, L., García-de Juan, M. T., Rey Benayas, J. M. & Gómez-Sal, A. (2001): Recruitment in a Mediterranean annual plant community: seed bank, emergence, litter and intra- and inter-specific interactions. – *Oikos* **95**: 485–495.
- Simon, T. (2000): *A magyar edényes flóra határozója*. – Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest.
- Schwabe, A., Storm, C., Zeuch, M., Kleine-Weischede, H. & Krolupper, N. (2000): Sandökosysteme in Südhessen: Status quo, jüngste Veränderungen und Folgerungen für Naturschutz-maßnahmen. – *Geobot. Kolloq.* **15**: 25–45.
- Stroh, M., Storm, C., Zehm, A. & Schwabe, A. (2002): Restorative grazing as a tool for directed succession with diaspore inoculation: the model of sand ecosystems. – *Phytocoen.* **32**: 595–625.
- Symonides, E. (1978): Number, distribution and specific composition of diaspores in the soil of the plant association *Spergulo-Corynephorum*. – *Ekol. Pol.* **26**: 111–122.
- Symonides, E. (1979): The structure and population dynamics of psammophytes on inland dunes. IV. Population phenomena as a phytocenose-forming factor (A summing-up discussion). – *Ekol. Pol.* **27**: 259–281.
- TerHeerdt, G. N. J., Verweij, G. L., Bekker, R. M. & Bakker, J. P. (1996): An improved method for seed bank analysis: seedling emergence after removing the soil by sieving. – *Funct. Ecol.* **10**: 144–151.

- Thompson, K. (1986): Small-scale heterogeneity in the seed bank of an acidic grassland. – *J. Ecol.* **74**: 733–738.
- Thompson, K., Bakker, J. P. & Bekker, R. M. (1997): *The soil seed banks of North West Europe: methodology, density and longevity*. – Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Török, P., Matus, G., Papp, M. & Tóthmérész, B. (2008): Secondary succession in overgrazed Pannonian sandy grasslands. – *Preslia* **80**: 73–85.
- Vida, E., Török, P., Deák, B. & Tóthmérész, B. (2008): Gyepék létesítése mezőgazdasági művelés alól kivont területeken: a gyepesítés módszereinek áttekintése. – *Botanikai Közlem.* **95**: 101–113.
- Willems, J. H. (1995): Soil seed bank, seedling recruitment and actual species composition in an old and isolated chalk grassland site. – *Folia Geobot.* **30**: 141–156.

## Soil seed bank of regenerating overgrazed acidic sandy grasslands

Péter Török<sup>1</sup>, Mária Papp<sup>2</sup>, Béla Tóthmérész<sup>1</sup> and Gábor Matus<sup>2</sup>

<sup>1</sup>University of Debrecen, Department of Ecology H-4010 Debrecen, P. O. Box 71.

<sup>2</sup>University of Debrecen, Department of Botany, H-4010 Debrecen, P. O. Box 14.

E-mail: molinia@gmail.com

**Abstract:** Spontaneous regeneration of four degraded sandy grassland sites was studied. Our aim was to evaluate spontaneous regeneration capacity of acidic sandy grasslands after overgrazing by domestic geese. Three hypotheses were tested using long-term vegetation records and seed bank data. (i) Short-lived, early successional species comprise the majority of the seed banks and late successional perennials have sparse seed banks. (ii) Composition of seed banks is more similar to pioneer vegetation than to later successional stages. (iii) The similarity is higher between vegetation and seed banks in the upper positioned plots than in the closed, lower positioned ones. Two sites located in the upper part of dune slopes, and another two positioned on the lower part were studied. In each site the percentage cover of vascular species was recorded in five 4 m<sup>2</sup> sized permanent plots, three times a year between 1991 and 2002. In the last year of the study (2002) soil seed banks were sampled. Two vertical segments (0–5, 5–10 cm) were separately analyzed. The seedling emergence method was applied on concentrated samples. Annuals and short-lived perennial dicots comprised the majority of the seed bank. The dominant perennial graminoids also built up dense seed banks. Seed density varied between 10300 and 40900 seeds/m<sup>2</sup>. Significantly higher seed densities were found in upper sites than in lower ones. We found a low to medium similarity (Jaccard similarity <0.45) between vegetation and the seed bank; similarity was the highest with the vegetation of the 1994–1998 period, except for the year of the seed bank sampling. The vertical position of sites had a significant effect on the regeneration after overgrazing. The large cover of grasses in lower sites decreased species richness and it also decreased seed densities by preventing seed set of annuals and short-lived perennials. Here, further management practices (e.g. grazing) are needed to increase species richness.

**Keywords:** secondary succession, goose grazing, seed bank, *Cynodonti-Festucetum*